

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2018.01.10

河流护岸多孔生态材料对水体中硝态氮去除试验

王万忠¹, 饶磊², 王沛芳¹, 郭翔¹, 张立昕¹, 蒋涛¹

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学力学与材料学院, 江苏 南京 211100)

摘要: 为进一步提升护岸材料对面源污染物的净化能力, 采用骨料交联法制备了具有较高透水率的多孔生态砌块, 研究骨料粒径与砌块透水率的关系, 并采用动水挂膜法对不同透水率的生态砌块进行反硝化细菌表面负载, 在此基础上, 研究所制备的不同骨料粒径的生态砌块的透水率、比表面积等对水体中硝态氮去除率的耦合效应。结果表明: 在相同孔隙率条件下生态砌块的透水率随比表面积的增加而降低, 且随着骨料粒径的增大而提高; 生态砌块对水体中硝态氮的去除率随透水率的增加呈现先增大再减小的趋势, 其中骨料粒径为 7~11 mm, 透水率为 6.6 mL/(s·cm²) 的多孔生态砌块对硝态氮的去除率可达 90.3%。

关键词: 多孔生态砌块; 透水率; 反硝化菌; 硝态氮去除率

中图分类号: X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2018)01-0058-06

Experiment of porous ecological material of river revetment on removal of nitrate nitrogen in water

WANG Wanzhong¹, RAO Lei², WANG Peifang¹, GUO Xiang¹, ZHANG Lixin¹, JIANG Tao¹

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. College of Mechanics and Materials, Hohai University, Nanjing 211100, China)

Abstract: In order to improve the purification ability to non-point pollution of the revetment material, the porous eco-block with high permeable rate was prepared by the aggregate cross-linking method to study the relationship of particle size and permeable rate. The surface load of denitrifying bacteria was carried out on the eco-blocks with different permeable rate by the method of biofilm formation in flowing water. On this basis, the coupling effect of water permeation rate and surface area of the porous eco-block with different aggregate size on the removal rate of nitric nitrogen in water was studied. The results show that, in the same porosity, the permeable rate of the porous block decreases when its specific surface area increases, while increasing when its aggregate size expands. The removal rate of nitric nitrogen in water decreases after increasing when the permeable rate of the porous eco-block increases, the removal rate of nitric nitrogen by the porous block can be up to 90.3% when the aggregate size of the porous eco-block is 7~11 mm and its permeable rate is 6.6 mL/(s·cm²).

Key words: porous eco-block; permeable rate; denitrifying bacteria; removal rate of nitric nitrogen

河流生态护岸是一种新型的河道护岸, 其优点在于护岸的可渗透性, 大大增加了河岸与河流水体的物质交换, 为生物营造适宜的生存环境, 同时也增

强了水体的自净能力, 因此, 在近几年河流整治过程中生态护岸被大量应用^[1-4]。

河流护岸多孔生态材料不但具有较好的力学性

基金项目: 科技部水体污染控制与治理重大科技专项(2017ZX07204-3); 江苏省“青蓝工程”中青年学术带头人项目

作者简介: 王万忠(1990—), 男, 硕士研究生, 研究方向为环境生态材料。E-mail: 1649704715@qq.com

通信作者: 饶磊, 教授。E-mail: raol@hhu.edu.cn

能,而且材料内部连通的多孔结构大幅增加了材料的吸附和过滤能力,同时也为水中的植物和微生物提供了必要的生长环境^[5-7]。近年来国内外学者对多孔生态材料在水利工程及海绵城市建设中的应用做了大量的研究^[8-11]。纪荣平等^[12]研究发现生态混凝土可以降低自然水体的富营养化程度,提高水质等级,富营养化水源地水质有较明显的改善;Park等^[13]对比了骨料粒径为 5~10 mm 和 10~20 mm 的生态混凝土对水质的净化效果,发现骨料粒径越小,生态混凝土的水质净化效果越好;朱健等^[14]研究发现当多孔混凝土与水生植物复合应用时,其水质净化效果有明显提高;鄂欢等^[15]模拟了河道槽型结构模型,分析了用生态混凝土制成的城市河道护坡对水质的净化效果。

多孔生态材料表面附着生长了大量的微生物,对水体中 N、P 等污染物具有较强的净化作用。为了探讨多孔护岸材料的结构特征、透水率与材料的有效比表面积的关系,研究生物膜中微生物对污染物的净化能力,笔者采用骨料交联法制备了具有较高透水率的生态砌块,并采用循环挂膜法对不同透水率的多孔砌块进行了反硝化菌的表面负载,在此基础上,研究所制备的不同骨料粒径的生态砌块的透水率、比表面积等对水体中 NO₃⁻-N 去除率的耦合效应,旨在为生态净污型护岸构建中多孔生态材料粒径选择、透水率与比表面积优化提供理论依据。

1 试验介绍

1.1 材料选择

多孔生态砌块的制备材料包括:粘结材料、骨料、促凝材料、增强材料、负载细菌等几部分,其中粘结材料包括:普通硅酸盐水泥(75%)、粉煤灰(20%)、硅粉等(5%);骨料采用粒径为 4~7 mm,7~11 mm,11~20 mm,20~31 mm 的碎石(碎石质量与粘结材料质量比为 5:1);促凝材料选用萘系高效减水剂(加入量为粘结材料质量的 1%);增强材料采用 20~30 mm 的短切玻璃纤维(掺杂量为粘结材料质量的 3%);负载细菌选用反硝化细菌,水与粘结材料质量比为 0.27。

1.2 多孔生态砌块制备

多孔生态砌块的制作工艺是将骨料与 60% 的水混合搅拌,待骨料被水体充分浸润后,加入 50% 的胶凝材料进行搅拌,胶凝材料均匀包裹骨料后加入剩余水泥、水和减水剂进行搅拌,再加入短切玻璃纤维,搅拌均匀后分批次倒入模具,进行插捣密实,砌块连同模具共同养护 48 h 后,拆除模具,用塑料

薄膜覆盖砌块以减少水分流失,并定期洒水养护 28 d。

1.3 试验设置

试验选择 4 种骨料粒径的多孔生态砌块进行降解试验,并以相同体积的实心砌块作为对照,4 种骨料粒径范围分别为 4~7 mm,7~11 mm,11~20 mm,20~31 mm,试验原水为人工配制,成分见表 1。原水 NO₃⁻-N 初始质量浓度为 11.61 mg/L,NO₂⁻-N 初始质量浓度为 0。

表 1 原水中物质质量浓度

化学组分	$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
C ₆ H ₁₂ O ₆	210.0
NaNO ₃	72.9
KH ₂ PO ₄	31.5
MgSO ₄	7.5
CuSO ₄	0.3
MnCl ₂	0.3
FeCl ₂	0.4

1.4 挂膜方法

将经过标准养护 28 d 的 5 种多孔混凝土砌块(120 mm×60 mm×100 mm)放入装有自来水的 PVC 桶中定期监测水体的 pH,等到多孔混凝土砌块碱度释放稳定后进行砌块的挂膜试验。

多孔砌块挂膜采用循环挂膜法。先将取来的纯反硝化菌菌液进行扩大培养,即将接种菌液的培养基放于 30℃ 下的恒温培养箱中以 80 r/min 的速度振荡培养,将富含菌液的 LB 培养基按照 20% (原水的体积分数)的接种量与配制的原水(表 1)混合,将 4 种不同孔径的多孔生态砌块和相同体积的实心砌块放在培养箱中进行挂膜培养,试验温度控制在(30±2)℃ 下进行。利用蠕动泵控制水流以 150 mL/min 的速度在收纳箱中循环流动以利于微生物的附着,每 12 h 更换一次原水,定期检测水体中 NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 的浓度,并观察多孔生态砌块表面生物膜生长状况。实验装置见图 1。

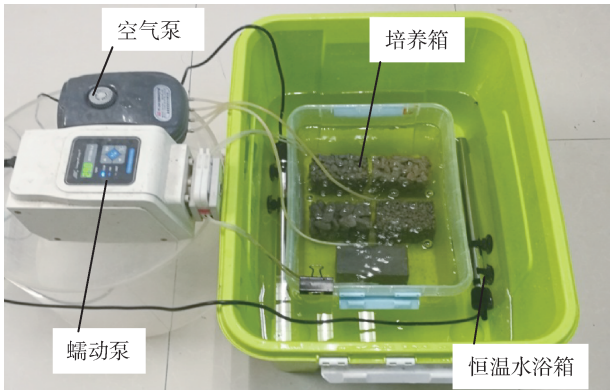


图 1 多孔砌块反硝化菌膜的培养

1.5 挂膜成熟后 NO₃⁻-N 去除过程的试验方法

挂膜成熟后多孔生态砌块 NO₃⁻-N 降解试验在 PVC 圆桶中进行。图 2 为试验装置示意图。装置内有 5 个圆桶,每个圆桶中装有原水 2.3 L,将挂膜后的 5 种砌块分别放入 5 个圆桶中,控制试验温度为 (30±2)℃,试验过程中收纳箱的盖子处于封闭状态,每 2 h 取一次样测定水体中 NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 的质量浓度,水质指标依据《水和废水监测分析方法》进行检测。

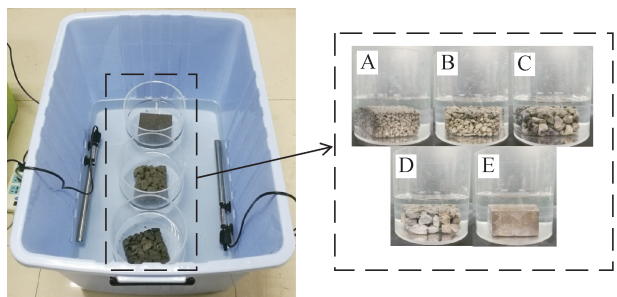


图 2 多孔生态砌块净化试验

2 骨料粒径对多孔生态砌块透水率的影响

为研究骨料粒径 (P_s) 对多孔砌块透水率 (K) 的影响,在相同孔隙率条件下对 4 种不同骨料粒径的多孔砌块进行了透水率测试。图 3 为水胶比为 0.27、骨胶比为 5.0、孔隙率为 25% 条件下不同骨料粒径条件下多孔砌块的透水率对比图。

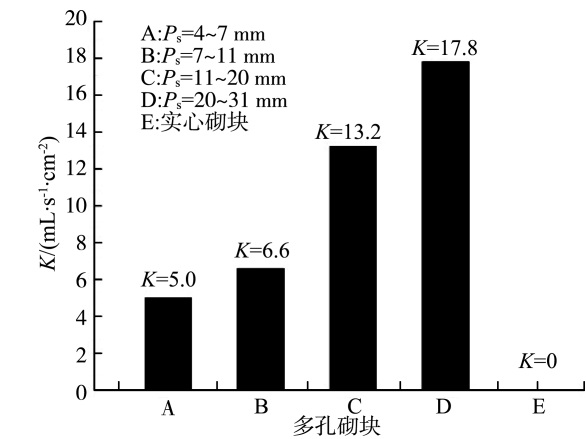


图 3 不同骨料粒径条件下多孔砌块的透水率对比

从图 3 可以看出,多孔生态砌块的透水率随着骨料粒径的增大而增大,骨料粒径越小透水率越小。这主要是由于骨料粒径越小,单位体积内骨料颗粒之间的接触点数量就越多,所形成的节点骨架越密,孔隙尺寸越小,其中的连通孔隙越复杂^[16],当水流通过时,水流与多孔砌块的接触面变大使得阻力变大,透水率变小,所以透水率随着骨料粒径的减小而减小,同时与砖体的比表面积成反比。

3 多孔生态砌块降解 NO₃⁻-N 试验

3.1 挂膜过程中 NO₃⁻-N 浓度变化

为了获得多孔砌块在挂膜过程中 NO₃⁻-N 的去除规律,在挂膜期间对培养液中的 NO₃⁻-N 质量浓度和 NO₂⁻-N 质量浓度进行连续监测。图 4 为进出水中 NO₃⁻-N 质量浓度随时间的变化情况,图 5 为挂膜期间 NO₃⁻-N 的去除率随时间的变化曲线,图 6 为出水中 NO₂⁻-N 质量浓度随时间的变化情况。

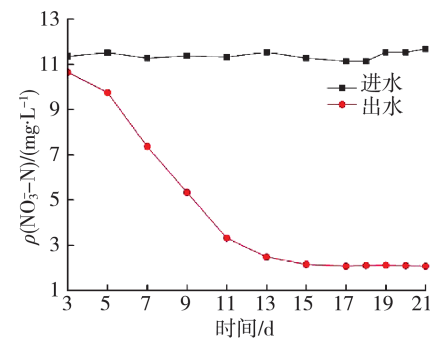


图 4 进出水中 NO₃⁻-N 质量浓度变化情况

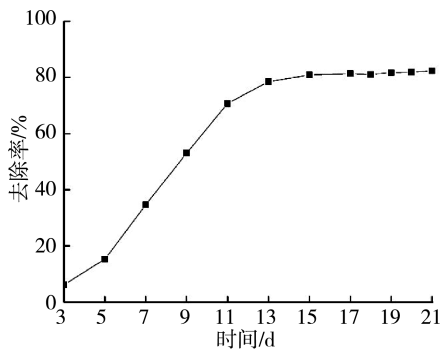


图 5 挂膜期间 NO₃⁻-N 的去除率

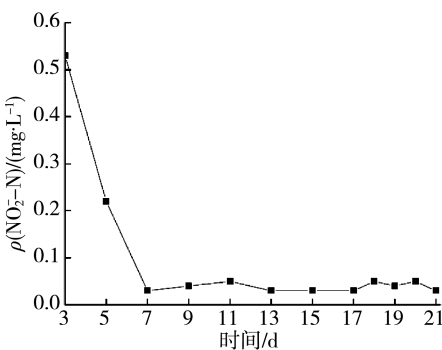


图 6 出水中 NO₂⁻-N 质量浓度变化情况

从图 4~5 中可以看出,多孔砌块表面反硝化菌的负载过程可分为 4 个阶段。挂膜前 2d 为第一阶段,在此期间反硝化细菌处于接种时期,培养菌大多悬浮于培养液中。第二阶段是从第三天至第五天,为反硝化菌繁殖适应期,在此期间水体中 NO₃⁻-N 的去除率仅从 6.2% 提升至 15.3%。第三阶段从第五天开始至第十三天,砌块表面负载的反硝化菌降解

能力处于稳定提高阶段,在此期间 NO_3^- -N 的去除率从 15.3% 快速提升至 78.5%,这表明砌块表面的反硝化菌处于快速繁殖阶段。从第十四天开始为第四阶段,在此期间反硝化菌的降解能力进入稳定期,到第十七天时, NO_3^- -N 出水质量浓度为 2.07 mg/L,去除率为 81.4%,后期系统的 NO_3^- -N 去除率基本保持稳定。这表明多孔生态砌块的挂膜已经基本完成。

从图 6 可以看出,当反硝化细菌处于接种时期和繁殖适应期时,系统反硝化效率较差,亚硝酸盐出现积累,其中第三天和第五天 NO_2^- -N 质量浓度分别为 0.53 mg/L 和 0.22 mg/L。造成这一现象的原因主要是在这两个时期亚硝酸盐还原酶活性不高,导致亚硝酸盐的积累。随着生物活性的不断提高,生物量逐渐增加,系统反硝化效率逐渐提高,亚硝酸盐的积累逐渐消失。

挂膜过程^[17]中,最初砌块表面只有零散分布的点状菌胶团,随着挂膜的进行,慢慢形成片状的菌膜,进而覆盖整个多孔生态砌块的表面,其颜色也由原先的灰色变为褐色(图 7)。



(a) 挂膜前 (b) 挂膜后

图 7 多孔生态砌块挂膜前后对比

3.2 挂膜成熟后 NO_3^- -N 去除过程

5 种砌块对水体中 NO_3^- -N 去除情况,即 NO_3^- -N 质量浓度随时间的变化曲线见图 8。

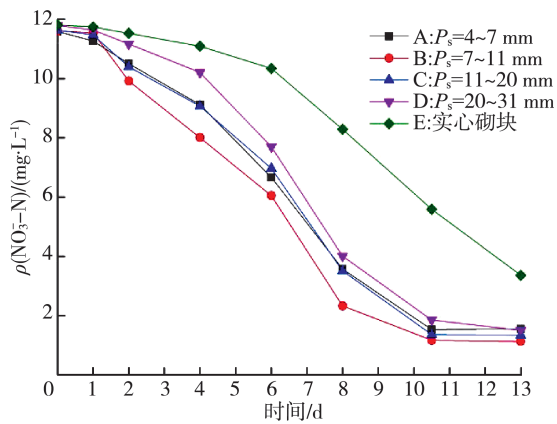


图 8 NO_3^- -N 质量浓度随时间的变化曲线

从图 8 可以看出,随着时间的增加, NO_3^- -N 的去除率逐渐增大。其中砌块 B 对 NO_3^- -N 的去除率最高,从 2 h 开始, NO_3^- -N 的去除率便高于其余孔径

的多孔生态砌块,到达 13 h 时,系统净化完成,砌块 B 的 NO_3^- -N 质量浓度为 1.13 mg/L,去除率为 90.3%。砌块 A 在 13 h 的 NO_3^- -N 浓度为 1.55 mg/L,去除率为 86.6%;砌块 C,13 h 的 NO_3^- -N 质量浓度为 1.34 mg/L,去除率为 88.5%;砌块 D,13 h 的 NO_3^- -N 质量浓度为 1.50 mg/L,去除率为 87.3%;砌块 E 从 6 h 起系统才进入快速净化时期,13 h 的 NO_3^- -N 质量浓度为 3.36 mg/L,去除率为 71.5%。这 5 种砌块对 NO_3^- -N 的去除率顺序依次为 $B > C > A > D > E$ 。

负载生物膜的多孔生态砌块降解污染物的原理主要是微生物的分解作用,虽然多孔生态砌块的多孔结构使其相对于实心砌块具有更强的过滤和吸附作用,但整个过程时间较长,无法在短期内产生效果^[18],然而其多孔结构以及较大的比表面积可以为反硝化细菌提供一个更大的负载面积和一个更好的反应空间,因此在降解 NO_3^- -N 过程中反硝化菌生物膜就起到主要作用。在生物膜厚度相近的情况下,多孔生态砌块的比表面积越大,其附着生长的反硝化菌的生物量就越多,降解效率就越高。在孔隙率相同条件下,骨料粒径越小孔径越小,比表面积越大,负载的生物量就越多,故砌块 B 的去除效果好于砌块 C、D、E。然而造成砌块 A 的去除效果差于砌块 B、C 的原因是,砌块 A 虽然拥有较大的比表面积,但透水性较差,导致砖体内部水体与外界水体发生物质交换较为困难,从而使去除效果下降。砌块 A、B、C、D 比实心砌块 E 优先反应的原因,可能是多孔生态砌块的多孔结构在降解过程中易形成厌氧区,而有利于反硝化过程的进行。

多孔生态砌块在重复降解试验中,降解效率基本维持不变,只要生物膜不被外力破坏,其降解能力可以维持在稳定状态,在后期试验中随着生物膜的不断生长,多孔生态砌块可能出现堵塞情况从而使降解效率下降,在实际应用中要定期进行反冲洗操作以维持多孔生态砌块的降解效率。

3.3 水体中 NO_2^- -N 质量浓度变化规律

亚硝酸盐作为硝酸盐去除过程中的中间产物,对人体和水生生物都有较强的毒性^[19],因此,为了研究多孔生态砌块在 NO_3^- -N 去除过程中 NO_2^- -N 质量浓度变化规律,在试验过程中对水体中的 NO_2^- -N 质量浓度进行了连续监测。图 9 为生态砌块在 NO_3^- -N 去除过程中 NO_2^- -N 质量浓度随时间变化曲线。

从图 9 可以看出,5 种砌块在降解 NO_3^- -N 过程中 NO_2^- -N 质量浓度均随时间呈现先增大再减小的趋势。砌块 B 在降解过程中 NO_2^- -N 峰值出现在 4 h,质量浓度为 0.18 mg/L;砌块 A、C、D NO_2^- -N 峰

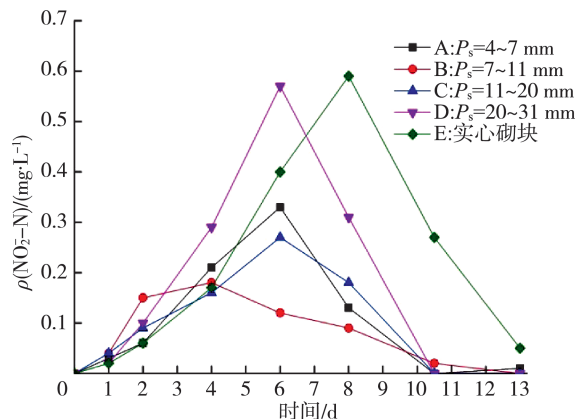


图9 NO₂⁻-N 质量浓度随时间变化的曲线

值出现在6h,其NO₂⁻-N质量浓度依次为0.33 mg/L、0.27 mg/L、0.57 mg/L;砌块E NO₂⁻-N峰值出现在8h,NO₂⁻-N质量浓度为0.59 mg/L;在系统反应结束时,5种砌块的NO₂⁻-N质量浓度趋近于零,其中砌块B最早出现峰值,且NO₂⁻-N质量浓度最低,这也验证了砌块B对NO₃⁻-N去除效果最好、系统启动时间最短这一结论。5种砌块NO₂⁻-N质量浓度峰值大小顺序依次为:B<C<A<D<E,这从侧面反映了砌块的反硝化效果,NO₂⁻-N峰值越高系统反硝化效果越差。NO₂⁻-N累积的原因主要是NO₃⁻-N的还原速率大于NO₂⁻-N的还原速率^[20],在反硝化反应过程中,NO₃⁻-N还原与NO₂⁻-N还原同步进行,NO₃⁻-N还原酶争夺电子的能力比NO₂⁻-N还原酶强,导致两步反应存在速率差,从而形成NO₂⁻-N的累积^[21-22]。

4 结 论

a. 采用骨料交联法制备的具有不同孔径的河流护岸多孔生态材料,具有较好的透水性能及较大的比表面积,通过调整控制骨料粒径的大小可获得不同透水性的多孔生态材料,其覆盖生物膜后具有比传统实心混凝土材料更高的NO₃⁻-N去除率。

b. 在相同孔隙率条件下,多孔砖的透水率随着骨料粒径的增大而增大,随着比表面积的增大而减小。

c. 多孔透水材料具有三维连通孔结构及透水性能,采用循环挂膜法可提高挂膜效率以及生物膜覆盖率,对水体中的NO₃⁻-N具有较高的去除率。

d. 骨料粒径对多孔透水材料的比表面积及透水性能具有较大影响,较小的粒径可显著提高多孔材料的比表面积,从而提高其生物负载量,但是过小的粒径会严重降低材料基体的透水性能,进而降低材料内部与外界水体的物质交换能力。笔者优选出骨料粒径为7~11 mm,透水率为6.6 mL/(s·cm²)的多孔生态砌块,其对NO₃⁻-N的去除率可达90.3%。

参考文献:

- [1] 黄显峰,郑延科,方国华,等.平原河网地区河流生态修复技术研究与实践[J].水资源保护,2017,33(5):170-176. (HUANG Xianfeng, ZHENG Yanke, FANG Guohua, et al. Research and practices of river ecological restoration technology applied in plain river network area [J]. Water Resources Protection, 2017, 33 (5): 170-176. (in Chinese))
- [2] 钟福立. 大陵河河道综合整治中生态护岸建设思路研究[J]. 黑龙江水利科技, 2017, 45(3): 42-44. (ZHONG Fuli. Study of the thinking of the construction of eco-revetment in the comprehensive improvement of the DA LING river channel [J]. Heilongjiang Hydraulic Science and Technology, 2017, 45(3): 42-44. (in Chinese))
- [3] 关春曼,张桂荣,程大鹏,等. 中小河流生态护岸技术发展趋势与热点问题[J]. 水利水运工程学报, 2014(4): 75-81. (GUAN Chunman, ZHANG Guirong, CHENG Dapeng, et al. Development trends and the hot topics of ecological revetment technology for medium and small rivers [J]. Hydro-Science and Engineering, 2014(4): 75-81. (in Chinese))
- [4] 王艳颖,王超,侯俊,等. 木栅栏砾石笼生态护岸技术及其应用[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2007(3): 251-254. (WANG Yanying, WANG Chao, HOU Jun, et al. Ecological bank protection technique by wooden fences and grave boxes and its application [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2007(3): 251-254. (in Chinese))
- [5] 高建明,许国栋,吕锡武. 多孔混凝土综合生态效应的试验研究[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2008, 38(5): 794-798. (GAO Jianming, XU Guodong, LYU Xiwu, et al. Experimental study on eco-environmental effect of porous concrete [J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2008, 38(5): 794-798. (in Chinese))
- [6] 吴凤环,潘伟斌,王照宜. 3种天然材料改造直立式护岸对河道水质净化能力的影响[J]. 水资源保护, 2014, 30(5): 32-37. (WU Fenghuan, PAN Weibin, WANG Zhaoyi. Influences of three natural materials on self-purification capacity of rivers with vertical revetments [J]. Water Resources Protection, 2014, 30(5): 32-37. (in Chinese))
- [7] 陈志山,刘选举. 生态混凝土净水技术处理生活污水[J]. 给水排水, 2003, 2(5): 10-12. (CHEN Zhishan, LIU Xuanju. Water purification technology of eco-concrete treats domestic sewage [J]. Water & Wastewater Engineering, 2003, 2(5): 10-12. (in Chinese))
- [8] 石明岩,郑海良,刘嘉宇. 净水型生态混凝土的研究现状与存在的主要问题[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(13): 8051-8052. (SHI Mingyan, ZHENG Hailiang, LIU

Jiayu. Current research on purification water type ecological concrete and existed problems[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2011, 39 (13) : 8051-8052. (in Chinese)

[9] HUANG J, VALEO C, HE J, et al. The Influence of Design parameters on stormwater pollutant removal in permeable pavements[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2016, 227 (9) : 1-17.

[10] HUANG J, VALEO C, HE J, et al. Three types of permeable pavements in cold climates: hydraulic and environmental performance[J]. Journal of Environmental Engineering, 2016, 142 (6) : 04016025.

[11] RANKIN J E B K. The hydrological performance of a permeable pavement [J]. Urban Water Journal, 2010, 7 (2) : 79-90.

[12] 纪荣平,吕锡武,李先宁.生态混凝土对富营养化水源
地水质改善效果[J].水资源保护,2007,23(4):91-94.
(JI Rongping, LYU Xiwu, LI Xianning. Effect of eco-
concrete on improvement of eutrophic source water quality
[J]. Water Resources Protection, 2007, 23 (4) : 91-94. (in
Chinese))

[13] PARK S B, TIA M. An experimental study on the water-
purification properties of porous concrete[J]. Cement and
Concrete Research, 2003, 34 : 184.

[14] 朱健,高建明,汪吉星.水生植物、多孔混凝土的综合水
质净化效应[J].混凝土与水泥制品,2009(1):10-13.
(ZHU Jian, GAO Jianming, WANG Jixing. Comprehensive
purification effect of water quality of the aquatic plant and
porous concrete [J]. China Concrete and Cement
Products, 2009 (1) : 10-13. (in Chinese))

[15] 鄂欢,齐海红.生态混凝土水污染净化试验研究[J].吉
林水利,2016(8):20-23.(E Huan, QI Haihong.
Experimental study on water cleansing by eco-concrete
[J]. Jilin Water Resources, 2016 (8) : 20-23. (in
Chinese))

[16] 张贤超,尹健,池漪.透水混凝土性能研究综述[J].混
凝土,2010(12):47-50.(ZHANG Xianchao, YI Jian, CHI
Yi. Summary of performance for pervious concrete [J].
Concrete, 2010 (12) : 47-50. (in Chinese))

[17] 田娜,朱亮.应用EM技术的膜法生物降解试验研究
[J]. 水资源保护, 2005, 21 (6) : 72-74. (TIAN Na, ZHU
Liang. Study on biodegradation using biofilm technology of
EM [J]. Water Resources Protection, 2005, 21 (6) : 72-
74. (in Chinese))

[18] 吕小央,张松贺,刘凯辉,等.水生植物-生物膜体系的
生态功能与互作机制研究进展[J].水资源保护,2015,
31(2):20-25.(LYU Xiaoyang, ZHANG Songhe, LIU
kaihui, et al. Advances in ecological function and
interaction mechanism of aquatic macrophyte biofilm
system [J]. Water Resources Protection, 2015, 31 (2) : 20-
25. (in Chinese))

[19] 王战蔚,张译丹,李秀颖,等.池塘中氨氮、亚硝酸盐的
危害及控制措施[J].吉林水利,2013(3):39-40,48.
(WANG Zhanwei, ZHANG Yidan, LI Xiuying, et al.
Hazards of ammonia, nitrogen and nitrite in pond and
control measures[J]. Jilin Water Resources, 2013 (3) : 39-
40, 48. (in Chinese))

[20] 李玲玲,刘晓萍,杨兆雪.低C/N比污水反硝化过程中
亚硝态氮累积特性研究[J].环境污染与防治,2016,38
(12):72-77.(LI Lingling, LIU Xiaoping, YANG
Zhaoxue. Study on nitrite-N accumulation characteristics
during denitrification process in low C/N ratio sewage
[J]. Environmental Pollution & Control, 2016, 38 (12) :
72-77. (in Chinese))

[21] 杨柳燕,王楚楚,孙旭,等.淡水湖泊微生物硝化反硝化
过程与影响因素研究[J].水资源保护,2016,32(1):
12-22.(YANG Liuyan, WANG Chuchu, SUN Xu, et al.
Study on microbial nitrification and denitrification
processes and influence factors in freshwater lakes [J].
Water Resources Protection, 2016, 32 (1) : 12-22. (in
Chinese))

[22] 蒋然,李召旭.典型河口区硝态氮短程还原成铵的活性
氮累积途径研究进展[J].水资源保护,2014,30(4):
10-13.(JIANG Ran, LI Zhaoxu. Active nitrogen
accumulation mechanism in typical estuarine regions based
on dissimilatory nitrate reduction to ammonium [J]. Water
Resources Protection, 2014, 30 (4) : 10-13. (in Chinese))
(收稿日期:2017-06-22 编辑:彭桃英)

• 信息播报 •

2018(第六届)中国水利信息化技术论坛将在深圳举办

河海大学联合有关单位拟于2018年4月上旬在深圳举办“2018(第六届)中国水利信息化技术论坛”。本次论坛主题是“智慧水利:创新与发展”,主要探讨智慧水利如何驱动行业创新和发展,推进水利信息化技术进步与应用,促进产学研深度融合,活跃学术气氛,搭建行业合作与交流平台,助力“互联网+”现代智慧水利建设。

《水资源保护》编委会与河海大学水文水资源学院等单位共同承办本次论坛,负责征集会议论文与优秀论文评选,并推荐专家在论坛上做学术报告。欢迎大家关注并参与。

《水资源保护》编辑部联系电话:025-83786642,E-mail:bh1985@vip.163.com

(本刊编辑部 供稿)